

BAGGERSLIBPROBLEMATIEK

LA PROBLEMATIQUE DES BOUES DE DRAGAGE

W. Baeyens en F. Monteny

professor en wetenschappelijk
medewerker, Vrije Universiteit
Brussel, Dienst Analytische
Scheikunde.

professeur et collaborateur
scientifique, Université
Libre de Bruxelles néerlandophone,
Service Chimie Analytique.

Studie- en Beleidsdag

DE NOORDZEE :
EEN ZEE VOOR HET LEVEN

Oostende, 20 mei 1989

Journée d'étude scientifique
et politique

LA MER DU NORD :
UNE MER POUR LA VIE

Ostende, le 20 mai 1989

BAGGERSLIBPROBLEMATIEK

W.Baeyens en F.Monteny

Analytische Scheikunde, V.U.B., Pleinlaan 2, 1050 Brussel.

1. Inleiding.

De morfologie van de Belgische kustzone ziet eruit als een opeenvolging van zandbanken en geulen, waardoor het scheepvaartverkeer tot enkele maritieme toegangswegen wordt beperkt. Voor de haven van Zeebrugge zijn dit het Scheur, en de Wieligen, voor de Westerschelde komt daar het Oostgat bij. Kleinere toegangswegen leiden naar onze andere kusthavens Oostende en Nieuwpoort. Door natuurlijke verplaatsingen van sediment, (zowel van continentale als mariene oorsprong) grijpt er aanslibbing van deze toegangswegen, alsook van de havengeulen plaats, zodat baggerwerken noodzakelijk zijn. In dit artikel zullen we de mogelijke effecten van deze baggerwerken, inbegrepen het terugstorten van de baggerspecie, op het marien ecosysteem nader bekijken.

Baggerslib is de kourante benaming voor baggerspecie, maar het is geen wetenschappelijke term; men bedoelt daarmee de materie die zich in vaargeulen van estuaria, rivieren, kustwateren of havens ophoopt en daar een hinder vormt voor de scheepvaart. De samenstelling van deze materie is erg variabel en hangt af van het sedimenttransport in het beschouwde aquatisch systeem. De hoofdkomponenten zijn : zand, kleien, carbonaten, metaaloxides, en organische partikels. Indien het materiaal uit fijne korrels bestaat, en dus weinig zand bevat (zand vertegenwoordigt de grove korrelfractie), dan noemt men dit materiaal volgens de geologische terminologie, slib. Naast de samenstelling kan ook de kompaktie (waterinhoud) en de kohesie (bindingsstructuur) sterk verschillen. De kohesie is een belangrijke eigenschap van het sediment materiaal. De aard en de sterkte van de bindingen tussen de deeltjes zijn afhankelijk van de omgevingsfactoren in het water (zoutgehalte, pH, redoxpotentiaal, ...) en de samenstelling van het materiaal zelf (aard en hoeveelheid van de kleimaterialen en van de organische stoffen). In een sediment zitten de niet-scheikundig verbonden gelijk- of ongelijksoortige stoffen op elkaar gepakt, waardoor er geen duidelijke deeltjesentiteiten meer zijn, maar een complex

netwerk ontstaat van partikels met bindingen van verschillende orde en sterkte (matrixstructuren).

Het is evident dat de waterkwaliteit zijn invloed zal hebben op de kwaliteit van het sediment en omgekeerd. Algemeen wordt immers aangenomen dat er een wisselwerking bestaat tussen het water en de waterbodem, zodat hun kwaliteit wederzijds wordt beïnvloed. De sedimenten dragen de signatuur van de waterkwaliteit.

Alhoewel de waterkwaliteit in de Belgische kustzone blijkt te verbeteren is het zo dat in de bodemsedimenten nog sterk verhoogde concentraties aan verontreinigende stoffen kunnen aangetroffen worden; (1) omdat de waterkolom nog steeds sterk verhoogde concentraties bevat ten opzichte van de openzee, of (2) omdat de sedimenten slechts met vertraging de verontreinigende stoffen vrijmaken. Verontreinigd baggerslib betreft dus bodemsedimenten in maritieme toegangswegen en havengeulen waarin allerlei verontreinigende stoffen zoals organische polluenten (PCB's, PAK's, EOCl, detergenten,...) en anorganische zware metalen (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Cr, Ni,) in verhoogde concentraties aanwezig zijn. Om de impact van baggeren op het ecosysteem te kunnen evalueren moeten we een onderscheid maken tussen enerzijds de verstoring van het milieu tijdens het baggeren zelf en anderzijds de verstoring van het milieu waarin verontreinigd slib wordt teruggestort of geborgen.

2 Effecten tijdens het baggeren.

De meest gebruikte baggertuigen aktueel zijn de hopperzuigers (Figuur 1). Twee types zijn te onderscheiden : de verankerde hopperzuiger en de sleephopperzuiger.

Hopperzuiger is de algemene benaming van baggerschepen met eigen voortbewegingsmiddelen, die zichzelf laden met eigen zuigpompen. De laadruimte van dergelijk baggertuig heet de "beun". De "verankerde hopperzuiger" is het oudste type. Het baggerschip is verankerd op een bepaalde plaats. De zuigpijp wordt in de bodem gestoken. Het mengsel speciewater wordt via deze pijp in de beun geladen. Dergelijke werkwijze is gebaseerd op het bezinkingprincipe waarbij de zwaardere specie (zand) in de beun bezinkt en het overtollige water als overloop terug in de rivier wordt geloosd. Het resultaat van deze werkwijze is een reeks "kraters" in de bodem, die door de stroom zouden moeten worden geeffend. Meestal echter blijven resterende hompels de diepte beperken.

Een verankerde zuiger is uitgerust met bodemkleppen om de specie te kunnen storten op plaatsen onder water en een sproeisysteem waarmee

pramen, die langsij aanleggen, kunnen worden gevuld. Meestal is ook een opspuitinstallatie beschikbaar, waarmee de specie vanuit de beun aan wal kan worden gespoten.

Sedert ca 1955 echter kwamen de eerste sleephopperzuigers in dienst (Figuur 1). Het baggerprincipe is identiek aan dat van de verankerde hopperzuiger. De hopperzuiger wordt echter niet verankerd maar baggert al varend. Uit de stand van de pijp op de Fig.1 is het verschil reeds duidelijk. Resultaat : een drempel met nagenoeg gelijke diepte zonder hompels. Voor het overige kan worden verwezen naar de werking van de verankerde zuiger : baggerpompen, vullen van beun met overloop, sproeiers, bodemkleppen, eventuele opspuitinstallatie.

Sedert ca 1980 is ook het stortstelsel van dergelijke sleephopperzuigers geevolueerd. Bepaalde zuigers lossen hun vracht door zich overlans over gans de lengte van het schip te openen over een hoek van maximaal 30°. Dergelijk baggertuig heet splitsleephopperzuiger. Het voordeel is dat geen bijkomende diepgang - bij andere types ca 1m - nodig is voor het storten van de specie. De meeste sleephopperzuigers kunnen in een vrij korte tijd (enkele uren) eventueel tot verankerde hopperzuiger worden omgebouwd.

De sleephopperzuiger neemt dus de bovenste laag van het bodemsediment weg en in deze laag spelen zich belangrijke remobilisatieprocessen af. In de eerste centimeter van het sediment wordt reeds 70 tot 100% van de cadmium, koper en zink verontreiniging vrijgemaakt. Voor lood is dit percentage lager en varieert het tussen 30 en 50% afhankelijk van een oxisch of anoxisch sediment (zie Figuur 2). Het verschil in verontreiniging van de vermelde metalen tussen de eerste centimeter en de dieper gelegen lagen is miniem behalve voor lood waar grosso modo 10% meer is vrijgemaakt in de diepere lagen. De vervuilingsgraad van het baggerslib zal dus niet alleen bepaald worden door de vervuilingsgraad van de oorspronkelijke materie die er zich heeft afgezet, maar tevens van de tijd die het sediment gekregen heeft om zich te depollueren (de aanwezige metalen weer vrij te maken).

Omdat de biologische activiteit in maritieme toegangswegen en havengeulen in het algemeen vrij klein is, zullen wij het effect van baggeren op deze processen hier niet bespreken.

3. Terugstorten van baggerslib in zee

De meest gebruikte manier om baggerslib te verwijderen is het terug te storten in hetzelfde milieu. De hoeveelheden zand en slib gebaggerd in de Belgische kustzone variëren tussen 25 en 50 miljoen ton per jaar. Het grootste deel van dit materiaal is afkomstig van onderhoudswerken van de maritieme

toegangswegen tot de kusthavens en de Schelde. Deze operaties zijn in de enge zin bekeken, eigenlijk te herleiden tot het louter verplaatsen van deze bodemsedimenten. Het baggermateriaal uit de havens (behoren de havens tot het marien systeem?) zou eventueel als een input kunnen bekeken worden. Indien we de operatie van terugstorten in meer detail bekijken kunnen er echter wel effecten voor het ecosysteem optreden. Als we ons tot 2 scenario's beperken, namelijk een snel en traag bezinkende baggerspecie, kunnen we volgende bedenkingen maken :

A. Snelle sedimentatie :

Meestal betekent een snelle sedimentatie, zeker in een dynamisch, energierijk systeem als de Noordzee, dat de baggerspecie bestaat uit grove, zware korrels, dus een zandachtige materie. In het algemeen observeren we een geringe verontreiniging in zandrijke sedimenten. Toch zijn de twee volgende effecten niet uit te sluiten (1) een sterke sedimentatie in broed- en paaiplaatsen (zeker in de biologisch actieve periodes) kan het biologisch evenwicht daar sterk verstoren ; (2) meestal wordt de organische fractie en daardoor de in de sedimenten aanwezige verontreinigingen (zie de vorige paragraaf) voor 80 tot 90% afgebroken in de eerste centimeter, indien de nodige oxidanten (in de eerste plaats zuurstof) aanwezig zijn. Indien nu een bijkomende sedimentlaag wordt aangebracht zal de aanvoer van oxydanten naar de vroegere oppervlaktelaag gestopt of sterk vertraagd worden. De aanwezige verontreiniging zal niet meer vrijkomen en dus definitief gestockeerd worden, op voorwaarde dat er geen benthische organismen in het sediment aanwezig zijn die zich met de verontreinigde organische partikels voeden. In dat geval zal de verontreiniging in de voedselketen terecht komen.

B. Trage sedimentatie :

In een eerste fase zal het terugstorten van zulke baggerspecie leiden tot een sterk verhoogde turbiditeit in die zone. Als gevolg daarvan kan de biologische productie lokaal sterk verstoord worden en dit op verschillende trofische niveau's.

Een trage sedimentatie betekent fijne, slibachtige partikels, die veel meer vervuild kunnen zijn dan de grove, zandachtige korrels. Verontreinigd slib kan tengevolge van mobilisatieprocessen verontreiniging vrijmaken zowel in de waterkolom als na bezinking op de bodem. In de waterkolom zal de verontreiniging van de baggerspecie op langere termijn evolueren naar een waarde die gehoorzaamt aan de in die zone geldende verdelingscoëfficiënt tussen de oplossing en de vaste fase (partikels) van de betreffende pollutant.

Dit betekent dat storten van een sterk verontreinigd baggerslib zowel in de waterkolom als in de bodemsedimenten de pollutiekoncentraties in oplossing (door mobilisatie) en in de suspensie en bodemsedimenten (omdat het slib zelf verontreinigd is) sterk kan verhogen. In biologisch gevoelige zones van het marien ecosysteem kan dit dus tot directe kontaminatie (absorptie van uit de oplossing) of indirecte kontaminatie (doorheen de voedselketen) van de mariene organismen leiden.

Belangrijk is dus te kunnen terugvallen op een scenario dat een beoordeling van de verontreiniging van baggerslib op basis van een aantal criteria mogelijk maakt. Zulk schema werd bijvoorbeeld uitgewerkt voor baggerslib uit de Schelde (zie het schema voorgesteld in Figuur 3).

Aan de hand van een voorafgaandelijke studie van het baggerslib kan men tussen makkelijk en snel te bepalen physicochemische parameters (gloeiverlies, korreldistributie, Al-gehalte,...) en de concentraties aan toxische stoffen (Hg, Cd, PCB's) korrelaties bepalen. Aan de hand van deze korrelaties kan men reeds een eerste scheiding uitvoeren tussen niet- en mogelijk wel verontreinigd baggerslib. Indien men de mogelijkheid van verontreiniging niet kan uitsluiten gaat men over tot de bepaling van een aantal toxische stoffen. Vindt men een voldoende concentratie aan verontreinigende stoffen dan moet men gaan onderzoeken (of heeft men voorafgaandelijk onderzocht voor dat type van baggerspecie) hoe de toxische stoffen zich verdelen over de verschillende fracties (klei, carbonaten, organische fractie,...) van het sediment zelf. In de Schelde werd zulke studie uitgevoerd (zie Tabel 1 als voorbeeld). Hieruit kan men reeds konkluderen of de aangetoonde verontreiniging weinig tot zeer mobiel is in het te storten milieu. Andere mogelijkheden zijn microcosmos experimenten waar men rechtstreeks de toxiciteit kan nagaan. Ook de opname van de toxische stoffen in de voedselketen hangt af van de verdeling van deze stoffen over de verschillende mineralogische fracties van het sediment en natuurlijk van de aanwezige biotoop in het te storten milieu. Indien de baggerspecie een gevaar (toxisch bekeken) voor het milieu stelt moet ze behandeld worden.

4. Remediering en behandelen van verontreinigd baggerslib

Wanneer de konklusie van het onderzochte baggerslib luidt dat terugstorten in zee af te raden is moet er uitgekeken worden naar alternatieve verwerkingsprocedures.

<u>Methode</u>		<u>Bemerkingen</u>
Stockeren	Op land	Kontrole van het afvloeewater
	Diepe putten	Gevaar voor vervuiling van het grondwater
Hergebruik	Keramiek	Tegels
	Dijken	Ter vervanging van klei
	Bakstenen	Ter vervanging van klei
Behandeling	Verschillende processen (zie schema Figuur..4..)	Scheiding
		Ontwateren
		Behandelen

Stockeren is streng gereguleerd, daarom is de reductie van het volume bijvoorbeeld ook in dit geval belangrijk (zie verder behandelingsmethodes). Hergebruik van sedimenten is niet steeds mogelijk, bovendien moeten de verontreinigende stoffen geïmobiliseerd worden.

Een scenario voor de behandelingsmethodes is voorgesteld in Figuur.4. Het proces bestaat uit twee stappen. Eerst wordt het sediment geklassificeerd door een hydrocycloon (A). De tweede stap heeft twee opties : ontwateren (B) of dekontaminatie van de bovenstroom (C) indien deze te sterk verontreinigd is.

A. Hydrocyclonen

De vervuiling van de sedimenten is hoofdzakelijk gekoncentreerd in de fijne klei en organische fractie terwijl de groffe zandfractie (silicaten > 20-60 micrometer) haast geen vervuiling bevat. Hydrocyclonage is een techniek die de sedimenten scheidt in een benedenstroom hoofdzakelijk bestaande uit zand en een bovenstroom uit fijne deeltjes. De variabelen van de installatie (debiet van de voeding diameter, afmetingen voor boven- en onderloop) moeten echter aangepast zijn aan de karakteristieken van de te behandelen suspensie om een goede scheidingsefficiëntie te bekomen. In de praktijk stellen zich op dit punt nog regelmatig problemen.

B. Ontwateren

Ontwateren is een methode om het volume van de bovenstroom te reduceren (vaste fase scheiden van het water). Mogelijkheden zijn bezinkbekkens, decantatiecentrifuges of zeefband persen. Beide laatste

technieken geven een 75% volume reductie. Het afgescheiden water moet soms gezuiverd worden. De ontwaterde bovenstroom kan dan gestort worden.

C. Dekontaminatie van de bovenstroom

Deze stroom kan op verschillende manieren gereinigd worden :

- Extractie wordt toegepast om organische en anorganische polluenten te verwijderen.
- Thermische behandeling grijpt plaats bij verschillende temperaturen :
 - .Lage temperatuur : stoom verwijdering van vluchtige verontreinigingen
 - Gemiddelde temperaturen : verwijdering van organische verbindingen en kwikverbindingen.
 - .Hoge temperatuur : verbranding van organische stoffen.
- Biologische behandeling kan op twee manieren geschieden :
 - Biodegradatie van organische verontreinigingen door bioreactor technieken.

Biologische vrijmaking van metalen door bijvoorbeeld Thiobacillus.

5.Besluit :

Wanneer men de effecten van baggerwerken op het marien ecosysteem bestudeert moet men onderscheid maken tussen de effecten veroorzaakt tijdens het baggeren zelf en de effecten die veroorzaakt worden wanneer men het slib terug in het marien milieu stort.

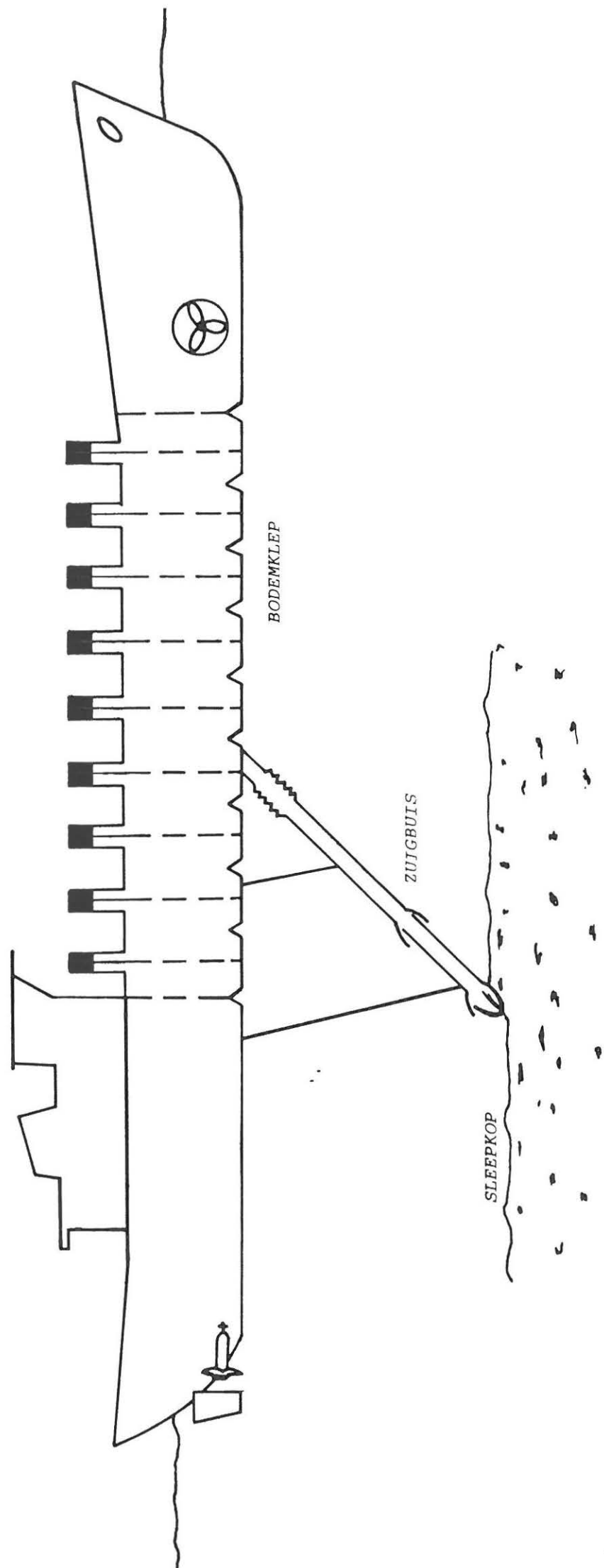
De effecten die tijdens het baggeren zelf veroorzaakt worden beperken zich in feite tot de problematiek die door het wegnemen van de bovenste sedimentlaag gesteld wordt. Door de afbraakprocessen die zich in de eerste centimeter van het sediment voordoen, wordt het grootste gedeelte van de toxische stoffen die zich in sedimentatiemateriaal bevinden vrijgemaakt. Hoe langer het sediment dus ter plaatse blijft, hoe lager de concentraties aan toxische stoffen (tot op een bepaald niveau) zullen zijn.

De effecten die tijdens het terugstorten van baggerslib in zee kunnen optreden zijn afhankelijk van de aard en de verontreinigingsgraad van het slib. Verontreinigd baggerslib kan de niveau's van de toxische stoffen zowel in oplossing als in suspensiemateriaal of bodemsedimenten gevoelig verhogen. Belangrijk in dit geval is dan te kunnen terugvallen op een scenario dat de verschillende stappen om de verontreiniging van het slib te evalueren, beschrijft. Indien zou blijken dat het slib niet kan teruggestort worden, moet er uitgekeken worden naar alternatieve behandelings- en verwijderingsmethodes. Hydrocyclonen, ontwatering en decontaminatie zijn zulke mogelijke behandelingsprocedes.

Resultaten Sequentiële Extractie op Baggerslib uit de Schelde

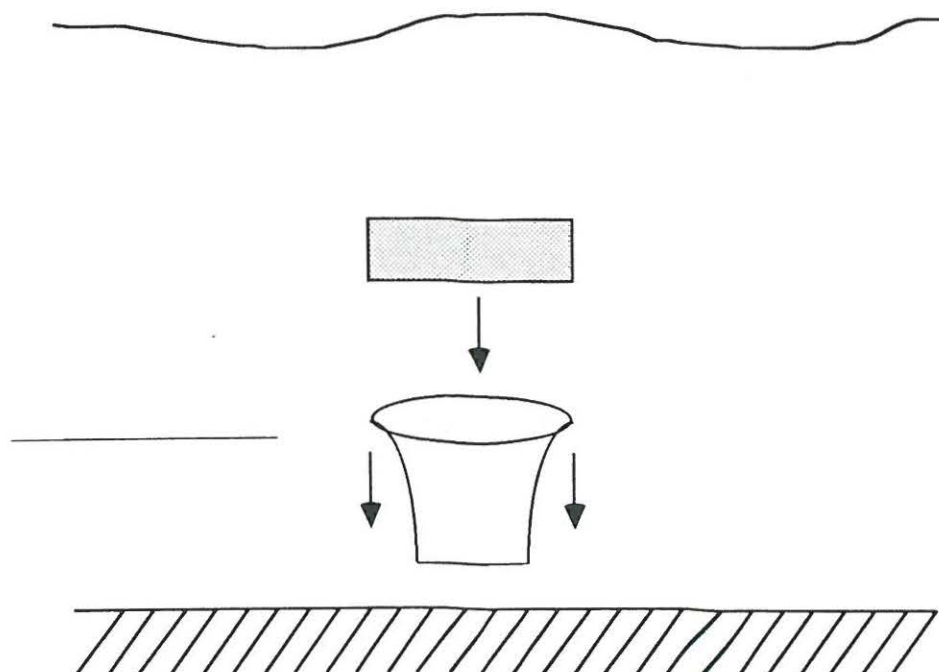
Tabel 1: Gemiddelde verdeling van de metalen over de verschillende sediment fracties

<u>metaal</u>	<u>fractie</u>	<u>gem. waarde(%)</u>	<u>spreiding(%)</u>
lood	1.uitwisselbare + carbonaat	10	8
	2.reduceerbare	15	8
	3.zuuroplosbare	5	4
	4.organische (oxideerbare)	35	10
	5.residuele	35	8
cadmium	1.uitwisselbare + carbonaat	6	9
	2.reduceerbare	7	8
	3.zuuroplosbare	23	2
	4.organische (oxideerbare)	63	17
	5.residuele	0.2	0.2
aluminium	1.uitwisselbare + carbonaat	2	1
	2.reduceerbare	2	3
	3.zuuroplosbare	3	3
	4.organische (oxideerbare)	3	3
	5.residuele	90	13
chroom	1.uitwisselbare + carbonaat	3.4	0.6
	2.reduceerbare	5.9	4
	3.zuuroplosbare	1.8	0.4
	4.organische (oxideerbare)	16.8	8
	5.residuele	72.1	10



FIGUUR 1: EEN SLEEPHOPPERZUIGER

Fig. 2: Remobilisatie van enkele zware metalen in sedimenten. De weergegeven percentages duiden aan hoeveel van de metalen oorspronkelijk aanwezig in het suspensiemateriaal en in sedimenttrapmateriaal geremobiliseerd werden. (Berekeningen relatief ten opzichte van aluminium-koncentraties).



OXISCH SEDIMENT

op -1 cm.

elem.	susp. mat. (% geremobiliseerd)	sed. trap
Zn	82	70
Cu	100	100
Cd	71	77
Pb	31	23

op -15 cm. (anoxisch)

Zn	89	81
Cu	100	100
Pb	40	36

ANOXISCH SEDIMENT

op -1 cm.

elem.	susp. mat. (% geremobiliseerd)	sed. trap
Zn	79	65
Cu	100	100
Cd	71	77
Pb	54	48

op -5 cm.

Zn	88	80
Cu	100	100
Pb	65	61

Fig. 3: BEOORDELING VAN VERONTREINIGD SLIB.

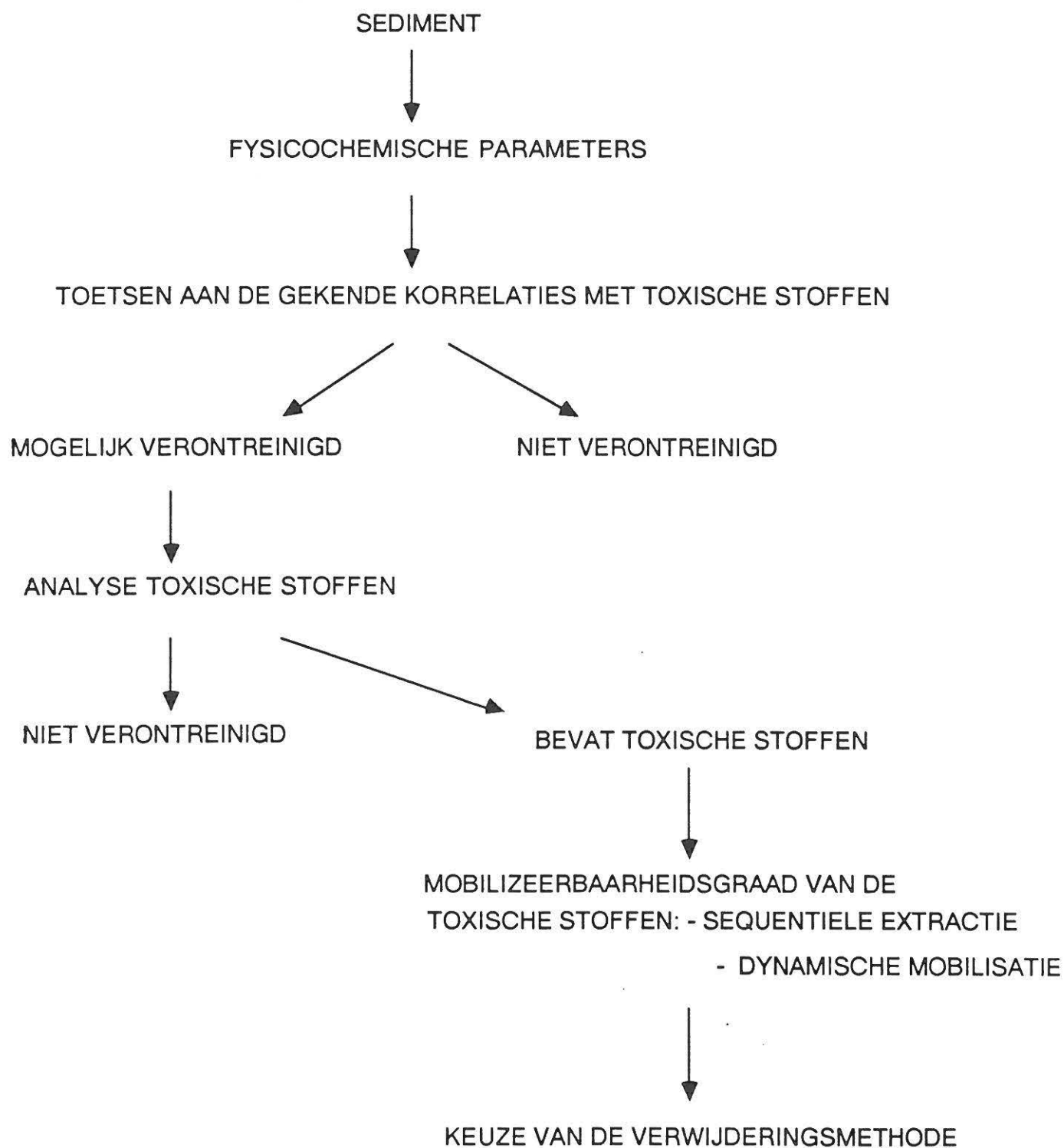
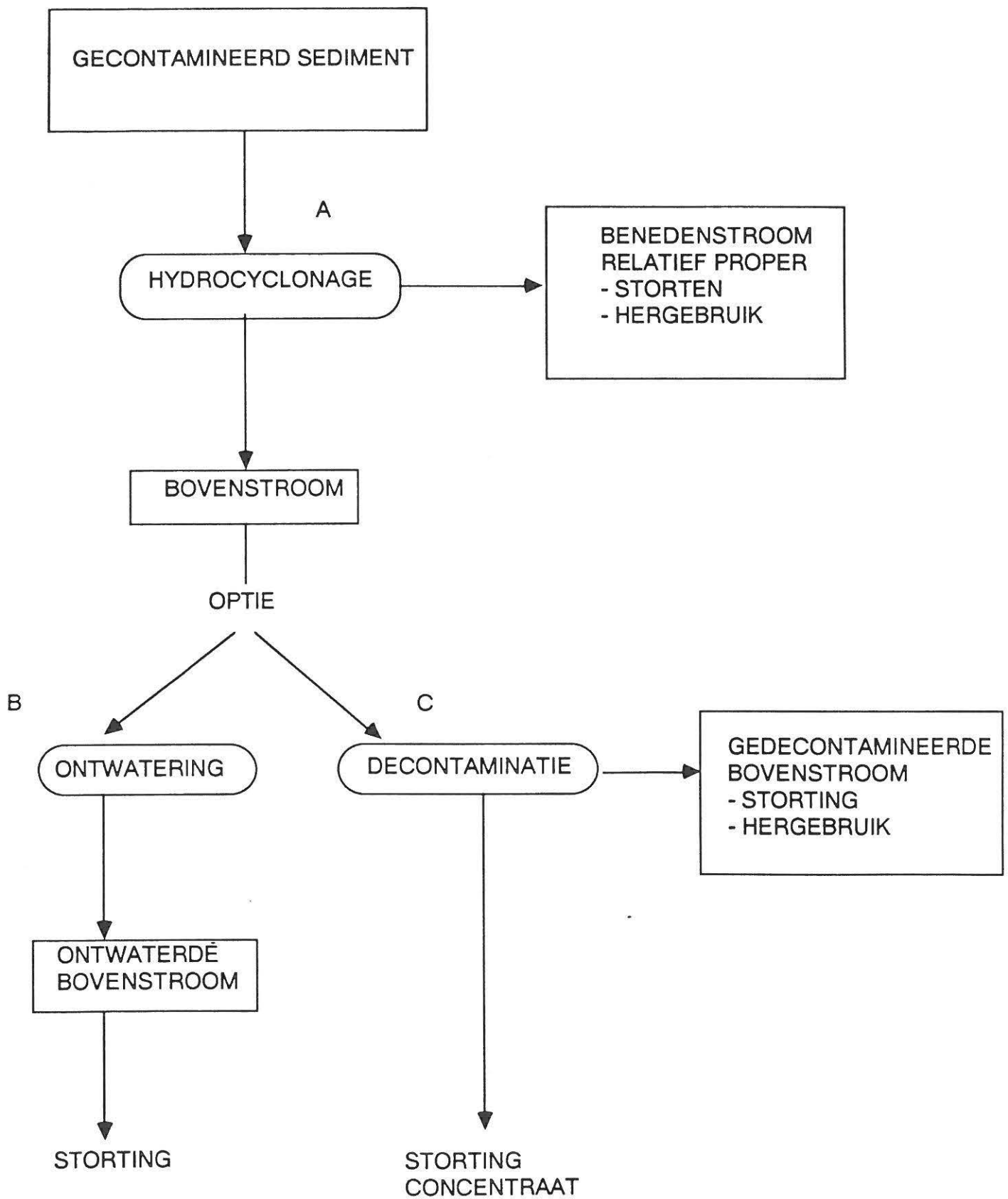


Fig. 4: SCENARIO VOOR DE BEHANDELING VAN GEBAGGERD SEDIMENT.



LA PROBLEMATIQUE DES BOUES DE DRAGAGE.

W. Baeyens et F. Monteny.

On entend par boues de dragage les matières qui s'accumulent dans les chenaux de navigation, les estuaires, rivières, eaux côtières ou ports et gênent dès lors la circulation maritime. La composition de ces matières est fort variable et dépend du transport des sédiments dans le système aquatique considéré. Les composés majeurs sont : le sable, les argiles, les carbonates, les oxydes et hydroxydes de métaux, et les particules organiques.

La qualité de l'eau influence la qualité des sédiments et vice versa. Si la qualité de l'eau dans la zone côtière belge semble s'améliorer, les sédiments par contre peuvent encore contenir des concentrations élevées en polluants : (1) parce que la colonne d'eau côtière contient plus de polluants qu'en pleine mer et (2) parce que les sédiments ne relâchent les polluants qu'avec un certain retard.

Les effets qu'on peut observer pendant l'activité de dragage sont fort liés au type de dragueur employé. Actuellement on utilise surtout le 'sleephopperzuiger', illustré dans la Figure 1. Ce dragueur fonctionne d'une telle façon qu'il enlève la couche supérieure des sédiments, couche où les processus de rémobilitation se passent. Le taux de rémobilitation de quelques métaux dans les sédiments de la zone côtière belge est indiqué dans la figure 2. Le niveau de contamination des boues de dragage n'est pas uniquement déterminé par le taux de contamination initial, mais aussi par le temps que le sédiment a mis pour se dépolluer.

Les effets dus au déversement de la boue de dragage en mer dépendent des caractéristiques de celle-ci et du taux de contamination. Dans le cas d'un sédiment vaseux (la fraction de particules fines est très élevée), la contamination est généralement beaucoup plus grande que dans le cas d'un sédiment sablonneux (constitué essentiellement de grosses particules). La boue contaminée peut libérer des composés toxiques dans la colonne d'eau ou dans les sédiments à cause des processus de mobilisation.

A plus long terme, l'apport additionnel de polluants dans la colonne d'eau va se partager entre la solution et la matière en suspension suivant le coefficient de distribution (K_p) régnant dans la zone. Ceci peut avoir des effets toxiques directs (absorption de polluants en solution) et indirects (ingestion de polluants particulaires) sur la faune et la flore de l'écosystème.

Afin d'éviter des effets négatifs sur l'écosystème, il est donc indispensable de pouvoir se baser sur un scénario qui permet d'évaluer la pollution d'une boue de dragage sur base d'un certain nombre de critères (Figure 3). Une étape importante dans ce schéma est de pouvoir estimer la mobilité des polluants trouvés dans une boue contaminée (exemple : Tableau 1). Si après examen de la boue de dragage la conclusion est que déverser en mer est à rejeter, des procédures alternatives de traitement doivent être mises sur pied. La figure 4 montre un traitement en deux étapes : (1) un hydrocyclone sépare le sable (grosses particules) de la vase (fines particules); (2) cette dernière fraction peut ensuite être déshydratée ou décontaminée.
